

水分调控对水稻根际土壤反硝化作用的影响

陈志刚^{1,2}, 刘龙梅¹, 陈 蕾¹, 周晓红¹

(1. 江苏大学 环境与安全工程学院, 江苏 镇江 212013; 2. 江苏大学 现代农业装备与技术教育部重点实验室, 江苏 镇江 212013)

摘 要:以水稻农田生态系统为研究对象,采用室内盆栽试验,研究干湿交替、浅水层连续灌溉以及控水 3 种水分管理模式引起的水分变化对水稻根际土壤反硝化作用过程的影响。结果表明:浅水层连续灌溉模式下的反硝化强度、反硝化速率、反硝化势的平均值为 2.19 mg/(kg·d), 118.54 mmol/(m²·d), 28.42 mol/(m²·d), 而干湿交替模式以及控水模式下,反硝化强度平均值仅为连续灌溉模式的 64.40%, 52.34%, 反硝化速率平均值为连续灌溉模式的 69.02%, 59.73%, 反硝化势平均值为连续灌溉模式的 77.39%, 81.43%, 即 3 种水分管理模式,水稻根际土壤反硝化强度、反硝化势以及反硝化速率均表现为连续灌溉>干湿交替>控水模式。随着水稻的生长,3 种水分管理模式下的水稻根际土壤反硝化强度、反硝化势以及反硝化速率均呈现递减趋势,表现为分蘖期>孕穗期>成熟期;相关分析表明,根际土壤反硝化强度、反硝化势及反硝化速率与系统中 NO₃⁻ 浓度有显著相关性,由此可见,3 种水分模式下,水分及其植物生长导致底物 NO₃⁻ 浓度的差异是影响水稻根系土壤反硝化作用过程的因子。

关键词:水分; 水稻; 根际土壤; 反硝化

中图分类号:X171.1; S511

文献标识码:A

文章编号:1005-3409(2015)05-0133-05

Effects of Three Different Irrigation Cultivated Modes on Soil Denitrification of Rice Rhizosphere

CHEN Zhigang^{1,2}, LIU Longmei¹, CHEN Lei¹, ZHOU Xiaohong¹

(1. School of Environment and Safety Engineering, Jiangsu University, Zhenjiang, Jiangsu 212013, China; 2. Key Laboratory of Modern Agricultural Equipment and Technology, Ministry of Education, Jiangsu University, Zhenjiang, Jiangsu 212013, China)

Abstract: A typical rice field ecosystem was selected as the research site. We used the indoor pot experiment to study the effects of three kinds of water cultivated modes (shallow layer of continuous irrigation, C; alternating wet and dry, J; water control mode, G) on soil denitrification of rice rhizosphere. The results showed that the average value of denitrification intensity, denitrification rate and denitrification potential in continuous irrigation groups were 2.19 mg/(kg·d), 118.54 mmol/(m²·d) and 28.42 mol/(m²·d), respectively. The average value of denitrification intensity in alternating wet and dry groups and water control groups were 64.40% and 52.34% of those in the continuous irrigation groups; the average value of denitrification rate in alternating wet and dry groups and water control groups were 69.02% and 59.73% of those in continuous irrigation groups; the average value of denitrification potential in alternating wet and dry groups and water control groups were 77.39%, 81.43% of those in continuous irrigation groups, which indicated that the order of denitrification intensity, denitrification rate and denitrification potential of rice rhizosphere soil was continuous irrigation groups>alternating wet and dry group>water control groups. In addition, the values of denitrification intensity, denitrification rate and denitrification potential presented the obvious decreasing trend with the plant growth, and their orders were all tillering stage>booting stage>mature period. Correlation analysis showed that the rhizosphere soil denitrification intensity, denitrification potential and denitrification rate were significantly correlated with nitrate nitrogen concentration in the system.

Keywords: moisture; rice; rhizosphere soil; denitrification

作为全球重大环境问题之一,温室气体所导致的气候变暖已引起国际社会广泛关注。反硝化作用是农田生态系统氮循环的重要环节,是导致氮素气态损失的重要机制,其中间产物氧化亚氮则是引起全球变暖的重要因素之一^[1-2],因此,农田反硝化作用过程成为当前被广泛关注的热点问题之一。

反硝化过程是反硝化细菌利用硝态氮(NO_3^-)作为电子受体进行新陈代谢作用,最终将氮转化为气态氮气(N_2)或氧化亚氮(N_2O)而脱离系统的过程^[3-4],因此,反硝化过程被认为是氮素生物地球化学循环中的核心环节^[3]。反硝化作用一般认为是微生物学过程,一切影响微生物活动的环境因子都将影响到反硝化过程。研究表明,底质中既有厌氧区又有好氧区存在时,氮的反硝化速率比单一厌氧或好氧环境要高^[5],而这些区域多出现在植物根区或水位波动、水陆交错地带。对于水稻生态系统而言,土壤水分状况是重要的生态因子之一,频繁的周期性灌溉排水,使水稻土壤处于干湿交替状态,这往往引起水稻土壤由好氧变成厌氧,亦由厌氧变成好氧,从而使土壤处于嫌气、好气或兼性好气生境,这将引起土壤理化性质的明显改变,同时也将对土壤微生物群落多样性及活性产生深刻的影响^[6],并由此促使土壤反硝化作用过程的变化,故不同水分管理下的水稻生态系统反硝化作用过程的研究具有重要的意义。基于此,本论文通过研究水稻根际土壤反硝化速率、反硝化势以及反硝化强度在3种水分管理模式下的动态变化过程,揭示水分管理模式对水稻根际反硝化作用过程的影响,最终为水稻生态系统氮素生物地球化学循环过程提供理论依据。

1 试验材料与方法

1.1 试验土壤

试验土壤采自江苏省镇江市上党郊区水稻田。该地区属于北亚热带季风气候区,年平均气温为 15.6°C ,降雨量为 $1\,088.2\text{ mm}$ 。试验用土取自表层土壤(0—20 cm),室内风干、过筛、混匀后,置于试验桶(直径25 cm、高30 cm的塑料圆桶)内,每个试验桶分别装入8 kg风干土。供试土壤理化背景值如下:全氮 1.624 g/kg 、全磷 $0.295\,3\text{ g/kg}$ 、 NH_4^+-N 4.9 mg/kg 、 NO_3^--N 173.36 mg/kg 、有机质 1.62% 。

1.2 水稻幼苗培育

水稻幼苗在江苏大学农业工程研究院“现代农业装备与技术教育部重点实验室”的人工气候室内培育,培养期间,人工气候室内温度为 $25\pm 1^\circ\text{C}$,自然光照射。挑选饱满的稻种各27 g分别置于培养皿中,用自来水淹没种子,催芽露白,催芽期间,每天对培养皿中水分

进行补充。待水稻种子露白后,将培养皿中的种子分别均匀地播撒到各个试验桶中,一个培养皿随机选择一个试验桶,随后分别在每个试验桶内添加适量自来水,使得试验桶内土壤水分含量达到田间持水量,以满足水稻幼苗生长所需。水稻幼苗生长期,定期对试验桶内土壤水分进行测定及补充。待各试验桶内水稻幼苗株高 $25\pm 3\text{ cm}$ 时,开始执行水分管理试验。

1.3 试验设计

试验于2012年5月—2012年10月份在“现代农业装备与技术教育部重点实验室”的人工气候室内培育,培养期间,人工气候室内温度保持在 25.5°C ,自然光照射。根据参考文献^[7-8],本试验共设定3种水分管理模式:(1)干湿交替灌溉型(J)。从水稻返青至分蘖初期,土壤始终保持3~5 cm的水层,在分蘖中期则采用干湿轮换浇灌模式(即每次当土壤灌水至5.0 cm深时,待土壤逐渐落干后,再灌下一次水),收获前15 d撤水;(2)浅水层连续灌溉型(C)。水稻整个生育期始终维持约3~5 cm的浅水层;(3)控水模式(G)。除返青建立1.5~3 cm深水层外,在水稻生长的其余生理阶段不建立水层,采用补水保持土壤湿润,以满足水稻生长所需水分。3种水分管理模式均设置两组平行试验,同时对3种水分管理模式分别设置不种植水稻的空白系统作为对照(分别为J对照,C对照,G对照)。

氮、磷、钾肥施用量分别为氮肥(尿素) 150 kg/hm^2 ,磷肥(过磷酸钙) 35 kg/hm^2 ,钾肥(氯化钾) 130 kg/hm^2 ,整个试验周期内共施肥3次。

1.4 样品采集

分别在水稻分裂期(07-12)、孕穗期(09-04)、成熟期(10-19)进行土壤样品采集。采样过程具体为:在各试验桶内轻轻挖取土壤深度15 cm含水稻根系的土壤,装入无菌密封袋,迅速带入实验室,沥干土壤水分后,取水稻根际土壤置于 -25°C 保存备用,试验桶内剩余植物继续培养。对照试验桶内样品采集深度与植物组相似,采集后同样 -25°C 保存备用。

1.5 样品测定

采集的土壤样品先通过冷冻干燥仪(LGJ-12压差型) -45°C 冷冻干燥,随后对土壤反硝化强度、反硝化势以及土壤反硝化速率进行测定,具体分析方法如下:

(1)土壤反硝化强度的测定。称取 10.0 g 冷干土壤(过 0.125 mm 筛)两份,分别放置于300 ml三角锥形瓶中,每瓶中加入100 ml含硝酸盐氮的液体培养基,并用保鲜膜密封,置于 25°C 的恒温培养箱中密封并且避光培养2 d,每隔24 h取悬液过滤,分析滤液中的 NO_3^--N 含量,每次取样后用同一培养基及时补足。用培养前后硝酸盐氮浓度的变化来表示土壤反

硝化作用的强度,以单位质量(1 kg)烘干土单位时间(1 d)内消耗的量 $\text{NO}_3^- \text{-N}(\text{mg})$ 来表示。 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 培养液的配方为: KH_2PO_4 溶液 0.2 mol/L, K_2HPO_4 溶液 0.2 mol/L, 硝酸钾溶液 0.03 mol/L, 葡萄糖 0.02 mol/L, 按 3 : 7 : 30 : 10 的体积比进行配制,并用 H_2SO_4 , NaOH 稀溶液调制 pH 值为 7.2 左右^[9]。

(2) 土壤反硝化势的测定。采用乙炔抑制法、泥浆培养法。取 5 g 冷干土壤放入密闭瓶中,真空泵抽气 5 min 后充入 99.99% 氮气和 C_2H_2 (顶空气体中 C_2H_2 气体的分压大于 10 kPa), 加入 5 ml 溶液 (1 mmol/L 葡萄糖, 1 mmol/L 硝酸钾溶液), 25℃ 下以 125 r/min 的转速振荡培养。在土壤厌氧培养后的 24, 48, 72 h 分别抽取顶空气体 5 ml 至已抽真空的密闭瓶中,带回实验室立即测 N_2O 的含量。用 N_2O 累积排放量来表示土壤的反硝化势^[10]。

(3) 土壤反硝化速率的测定。称取 20 g 冷干土样,装入容积 70 ml、内直径 20 cm 的厌氧瓶中,使其体积为 20 ml,加水调节土壤水分含量至 85% WFPS (土壤孔隙水含量,即充水孔隙体积占总孔隙的百分率)^[11],并立即向瓶内吹入高纯氮气以赶走瓶内气体,随后用硅橡胶塞塞住瓶口。每个土样取 4 份,其中一半充入无杂质的乙炔气体(事先通过 6 mol/L 浓度的硫酸,以去除其中含有的丙酮等杂质),使厌氧瓶中乙炔的体积为 10%。注入乙炔后,用密封的注射器通过硅胶塞上下抽提 5~8 次以混匀瓶内气体^[12]。另一半未充入乙炔,作为对照组^[13]。所有样品均放入 30℃ 生化培养箱中培养。培养 1 d 后用 10 ml 注射器在瓶内来回抽取气体 3 次以混匀瓶内的气体,然后再抽出 10 ml 气体注入气相色谱仪中,测定 N_2O 的浓度。培养结束后,用布鲁克 GC-450 气相色谱仪测定 N_2O 的浓度,检测器为 ^{63}Ni 电子捕获检测器(ECD),色谱柱为 80/100 目 PorapakQ 的填充柱。进样口温度设为 50℃,炉温设为 40℃,检测器温度设为 300℃。以高纯度的氮气作为载气,流速为 10 ml/min。反吹气为空气(79%氮气+21%氧气)。定量六通阀进样,进样量为 2 ml。由布鲁克 GC-450 积分记录仪记录数据,以国家标准物质研究中心制定的氧化亚氮标准气体作为参考,比较待测气体的峰面积,从而得出待测气体的浓度。有关气体的测定以及计算步骤参照参考文献^[13]。

2 结果与分析

2.1 水稻根际土壤反硝化强度变化特征

水稻根际土壤反硝化强度随水分管理模式的变化过程如图 1 所示。浅水层连续灌溉模式下土壤反硝化强度最高,在分蘖期、孕穗期以及成熟期分别为

2.78, 2.27, 1.51 mg/(kg·d), 整个试验过程中,其平均值为 2.19 mg/(kg·d)。而控水模式下反硝化强度最低,平均值仅为浅水层连续灌溉模式下的 52.34%,干湿交替模式下的土壤反硝化强度居于浅水层连续灌溉及控水模式之间,由此可见,水分差异将会影响水稻根际土壤反硝化强度,但方差分析结果表明,3 种水分管理模式下水稻根系土壤反硝化作用强度无显著差异($p>0.05$)。研究表明,反硝化作用是氮的地球生物化学循环的一个非常重要过程,它是微生物利用有机物作为碳源及电子供体,将 NO_3^- 和 NO_2^- 作为最终的电子受体,还原为气态的 N_2 和 N_2O ,使氮素返回大气中,并完成一次氮循环过程^[3,14],因此反硝化作用过程被认为是微生物学过程,且这一过程是在物理、化学、生物等多种复杂的环境因素控制下发生的^[3,15],一切影响到土壤微生物的外界因子都将在一定程度上影响到反硝化作用过程。其中,反硝化作用强度是表征反硝化作用过程的重要指标,该参数可衡量微生物和包含反硝化微生物的环境,如土壤、水域、底泥等的反硝化作用过程^[16]。

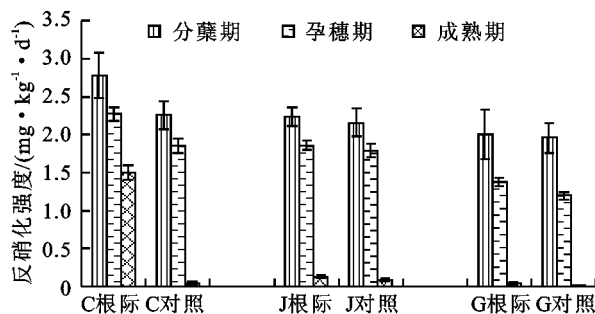


图1 水稻根际土壤反硝化强度的变化

本文研究证实,水分管理模式的差异对水稻根际土壤反硝化强度有一定的影响,其原因可能在于:水分管理模式的差异将直接影响到 3 种培养系统内包括溶解氧(DO)、 NO_3^- 浓度、有机质等在内的诸多土壤理化特征的差异,体现在:一方面水分差异导致水稻根际土壤通气状况,而通气状况又影响着水稻根际土壤氧分压,从而对土壤反硝化微生物活性等产生重要影响^[17]。如朱先征等^[3]认为 DO 含量直接制约反硝化细菌的活性,从而影响反硝化作用过程。本论文研究发现,在连续灌溉模式下,试验系统始终保持 3—5 cm 的水层,这使得系统中 DO 较低,较低的含氧量将有利于促使反硝化反应的进行。此外,土壤含水量的增加将促使营养元素矿化速率和利用率提高,土壤反硝化微生物活性上升,耗氧量增加,使得土壤系统中易形成厌氧区域,提高了反硝化酶的活性^[18],进而提高了土壤反硝化强度,这一结果与作者前期测定的水稻根际土壤反硝化酶活性结果相吻合^[19]。侯爱新等^[20]研究发现土壤含水量较高的淹水期,淹水

造成厌氧环境, N_2O 还原酶活性较高; 土壤处于落干期, 土壤中 O_2 增多, N_2O 还原酶活性受到抑制。本研究中, 在控水模式下, 水稻根际土壤中水分含量较低, 较低的土壤含水量在一定程度上将限制土壤酶的活性, 从而可能导致反硝化强度的降低。另一方面, 植物根际土壤水分可通过影响溶质迁移影响铵态氮和硝态氮浓度的分布^[21-22], 从而影响反硝化作用的底物量。研究表明, 反硝化菌在呼吸作用中用硝酸盐代替氧原子作为电子受体, 进而将硝酸盐还原为 N_2O 或者 N_2 , 硝酸盐是反硝化反应的必要底物, 因此 NO_3^- 浓度是控制沉积物反硝化作用的主要因素^[3]。Seitzinger 等^[23] 在海岸带沉积物反硝化速率研究中发现, 反硝化速率与 NO_3^- 浓度呈正相关关系。Ogilvie 等^[15] 研究英国 Clone 湾时发现冬季反硝化速率最高, 因为此时 NO_3^- 浓度最高, 春季 NO_3^- 浓度低, 反硝化速率也随之降低^[3, 15]。本文研究中发现浅水层连续灌溉试验组的 NO_3^- 浓度在整个试验过程中始终保持较高含量, 平均值分别为干湿交替灌溉型、控水模式 1.44, 1.77 倍, 这可能是导致试验组反硝化作用强度较高的另一原因。

此外, 随着水稻的生长, 3 种水分管理模式下的土壤反硝化作用强度有所下降, 表现为分蘖期 > 孕穗期 > 成熟期。统计结果表明, 植物 3 个生长阶段反硝化作用强度差异显著 ($p < 0.05$), 这与试验系统中 NO_3^- 含量亦有密切关系, 在分蘖期, 3 种灌溉模式下土壤硝酸盐氮含量均较高, 而随着植物的持续生长, 系统中 NO_3^- 含量显著下降, 至水稻成熟期, 浅水层连续灌溉、干湿交替、控水模式下 NO_3^- 含量仅为分蘖期的含量的 26.26%, 12.61%, 60.64%, 底物浓度的下降将限制反硝化酶活性, 并最终使得反硝化作用强度有所下降。

2.2 水稻根际土壤反硝化速率变化特征

反硝化速率是衡量反硝化酶活性和反硝化作用强度的重要指标, 也是表征土壤反硝化作用过程的关键指标之一^[24], 其值受包括盐度、温度、光照、DO、氧化还原电位、硝酸盐浓度以及有机碳含量、植物群落特征等在内的多种环境因子的影响^[1, 13]。由图 2 可知, 土壤反硝化速率随水分管理的不同而显著变化, 其中浅水层连续灌溉模式下土壤反硝化速率最高, 在分蘖期、孕穗期以及成熟期分别为 237.26, 80.42, 37.94 $mmol/(m^2 \cdot d)$, 整个试验过程中, 其平均值为 118.54 $mmol/(m^2 \cdot d)$, 而控水模式下反硝化速率最低, 其平均值仅为浅水层连续灌溉模式下的 59.72%, 干湿交替模式下的土壤反硝化速率位于浅水层连续灌溉下的土壤反硝化速率及控水模式下的土壤反硝

化速率之间。这一结果与陈哲等^[24] 研究相一致, 其研究认为水分含量的差异将直接影响土壤反硝化速率的高低。反硝化速率的差异与各系统所处的氧化还原环境及其底物 NO_3^- 浓度均有密切关系, 王东启等^[25] 在测量长江口反硝化速率时, 分析发现 DO 浓度与反硝化速率存在显著地相关性。Seitzinger^[23] 在研究淡水和海岸生态系统中反硝化作用时, 发现反硝化速率最高值出现在富营养沉积物中, DO 浓度是主要控制因素。本文同样发现, 反硝化速率最高值出现在 DO 含量较低的浅水层连续灌溉试验组。此外对各试验组土壤反硝化强度与理化因子做统计分析后发现, 反硝化速率与水稻培养系统中 NO_3^- 浓度有显著相关性, 反映出土壤底物中 NO_3^- 浓度的高低亦是制约反硝化速率的重要因子。

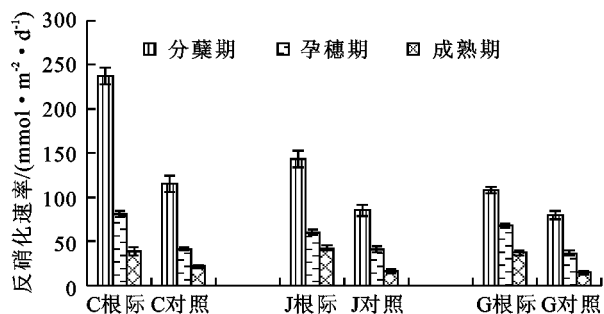


图 2 水稻根际土壤反硝化速率的变化

与反硝化强度相似, 水稻系统内反硝化速率亦随植物的生长呈显著下降趋势, 表现为分蘖期 > 孕穗期 > 成熟期, 方差分析结果表明, 水稻根系土壤反硝化速率在 3 个生长阶段有显著差异 ($p < 0.05$), 这与系统内底物浓度及其植物根际的代谢过程等密切相关。植物可通过以下途径直接或间接地对反硝化速率产生影响: (1) 通过吸收同化硝酸盐氮而抑制反硝化作用; (2) 植物提供根分泌物及残屑等有机物为反硝化细菌提供碳源, 最后通过矿化作用和硝化作用促进反硝化作用; (3) 植物根系的呼吸作用和根际微生物降解有机物的过程等都将消耗氧气, 而植物通过蒸腾作用以及与气体交换则提高土壤氧气的浓度, 使得植物根系土壤溶解氧含量处于波动状态, 而这一波动变化强度则与植物的生长发育过程密切相关, 其中植物再生长过程中其根分泌物和残屑不仅为微生物提供有机碳而且在降解的过程中降低了氧气分压^[26], 这将对植物根系反硝化作用产生一定的影响。

2.3 水稻根际土壤反硝化势变化特征

土壤反硝化势是对硝酸盐氮供应充分时, 土壤反硝化强度的专指^[27]。土壤的反硝化作用受氧气供应状况、硝态氮含量和有效态有机碳含量的影响^[28], 其值可反映土壤中最大可能的反硝化作用强度。如图 3 所示, 3 种水分模式下, 土壤反硝化势的变化规律和

反硝化强度类似:随着水稻的生长发育,反硝化势不断降低,表现为分蘖期>孕穗期>成熟期。但方差分析结果表明,水稻根系土壤反硝化势在3个生长阶段无显著差异($p>0.05$)。对于3种水分管理模式而言,浅水层连续灌溉模式下土壤反硝化势最高,其值在分蘖期、孕穗期以及成熟期分别为30.92,29.04,25.30 mol/(m²·d),整个试验过程中,平均值为28.42 mol/(m²·d)。控水模式下反硝化势最低,平均值仅为浅水层连续灌溉模式下的23.14%,干湿交替模式下的土壤反硝化势居于浅水层连续灌溉模式下的土壤反硝化势及控水模式下的土壤反硝化势之间。Bakken^[29]研究发现植物在水分含量较高时才促进反硝化作用,而在中等水分及低水分含量情况下,即使有较高的NO₃⁻供应,植物促进反硝化作用效应也不显著甚至有负效应。本研究中,3种不同的水分管理模式,土壤水分含量大小为:连续灌溉>干湿交替>控水模式,反硝化势也具有同样的变化趋势,这与Bakken^[29]研究一致。

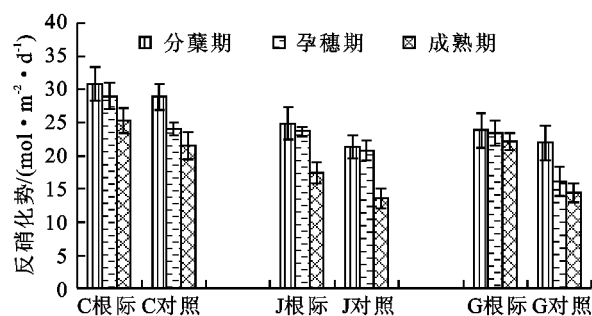


图3 土壤反硝化势的变化

研究同时发现,3组不同水分管理模式下的无植物对照系统反硝化势同样表现为:连续灌溉>干湿交替>控水模式的变化趋势,且均小于有植物组,这一结果的可能原因在于:种植水稻后,在水稻生长过程中由于根系分泌物以及有机物质残屑等为反硝化细菌提供丰富的营养来源^[26],促使反硝化细菌种类和数量迅速增加,导致反硝化作用的加强,故水稻组反硝化势均高于对照组。

3 结论

(1) 在3种水分管理模式(C,J,G),土壤反硝化强度、反硝化势以及反硝化速率均有相似的规律性。即:试验组和对照组,变化趋势均为连续灌溉>干湿交替>控水模式,且试验组>对照组,并随着水稻的生长而呈递减趋势。

(2) 土壤反硝化势在水稻不同生育期内波动变化较小,试验组和对照组差异不显著。而土壤反硝化强度及反硝化速率在水稻不同生长阶段内波动变化

较大,但整体上随植物的生长过程呈降低的趋势。

(3) 根际土壤反硝化强度、反硝化势及反硝化速率与土壤硝酸盐氮浓度有显著相关性,即底物硝酸盐氮浓度是影响土壤反硝化作用过程的重要影响因子。

参考文献:

- [1] Prinn R, Cunnold D, Rasmussen R, et al. Atmospheric emissions and trends of nitrous oxide deduced from 10 years of ALE-GAGE data[J]. Journal of Geophysical Research Atmospheres, 1990, 95(D11): 18369-18385.
- [2] 王连峰,蔡祖聪. 前期不同水分状况对土壤氧化亚氮排放的影响[J]. 土壤学报, 2009, 46(5): 802-808.
- [3] 朱先征,何岩,黄民生,等. 城市内河沉积物中反硝化作用的研究进展[J]. 环境科学与技术, 2012, 35(6): 64-70.
- [4] 关道明,赵化德,姚子伟. 辽河口海域 N₂O 分布特征和海气通量研究[J]. 海洋学报, 2009, 31(1): 85-90.
- [5] 孙志高,刘景双,杨继松,等. 三江平原典型小叶章湿地土壤硝化—反硝化作用与氧化亚氮排放[J]. 应用生态学报, 2007, 18(1): 185-192.
- [6] 刘岳燕,姚槐应,黄昌勇. 水分条件对水稻土微生物群落多样性及活性的影响[J]. 土壤学报, 2006, 43(5): 828-834.
- [7] 汪华. 不同水分模式施氮对水稻根际微生物生态效应的影响研究[D]. 杭州:浙江大学, 2006.
- [8] 马维娜,杨京平,汪华. 不同水分模式分次施氮对水稻根际土壤微生物生态效应的影响[J]. 浙江大学学报:农业与生命科学版, 2007, 33(2): 184-189.
- [9] 王晓娟,张荣社. 人工湿地微生物硝化和反硝化强度对比研究[J]. 环境科学学报, 2006, 26(2): 225-229.
- [10] Šimek M, Kalčík J. Carbon and nitrate utilization in soils: The effect of long-term fertilization on potential denitrification[J]. Geoderma, 1998, 83(3/4): 269-280.
- [11] 王改玲,郝明德,陈德立. 秸秆还田对灌溉玉米田土壤反硝化及 N₂O 排放的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2006, 12(6): 840-844.
- [12] Dendooven L, Duchateau L, Anderson J M. Gaseous products of the denitrification process as affected by the antecedent water regime of the soil[J]. Soil Biology & Biochemistry, 1996, 28(2): 239-245.
- [13] Wang L F, Cai Z C, Yan H. Nitrous oxide emission and reduction in a laboratory-incubated paddy soil response to water pretreatment [J]. Journal of Environmental Sciences, 2004, 16(3): 253-257.
- [14] 赵化德,姚子伟,关道明. 河口区域反硝化作用研究进展[J]. 海洋环境科学, 2007, 26(3): 296-300.
- [15] Ogilvie B, Nedwell D B, Narrison R M, et al. High nitrate, muddy estuaries as nitrogen sinks: The nitrogen budget of the River Colne estuary (United Kingdom)[J]. Marine Ecology Progress Series, 1997, 150(1): 217-228.

参考文献:

- [1] 李建辉,李晓秀,张汪寿,等. 基于地统计学的北运河下游土壤养分空间分布[J]. 地理科学, 2011, 31(8): 1001-1006.
- [2] 毋兆鹏. 博尔塔拉河、精河流域绿洲土壤异质性及其驱动力研究[J]. 土壤通报, 2010, 41(1): 81-87.
- [3] 王军,王绍明,朱宏伟,等. 玛纳斯河流域中下游土壤盐分空间变异性研究[J]. 新疆农业科学, 2012, 49(3): 542-548.
- [4] 杨红梅,徐海量,樊自立,等. 塔里木河下游表层土壤盐分空间变异和格局分析[J]. 中国沙漠, 2010, 30(3): 564-570.
- [5] 王雪梅,柴仲平,塔西甫拉提·特依拜. 干旱区绿洲土壤盐分空间异质性及人为驱动力分析[J]. 干旱区资源与环境, 2012, 26(3): 113-115.
- [6] 阿布都热合曼·哈力克. 新疆岳普湖县土壤盐分空间变异及其分布特征研究[J]. 水土保持研究, 2011, 18(1): 98-100.
- [7] 阿依努尔·提力瓦力迪. 博尔塔拉河流域土壤盐分空间变异性及其影响因素研究[D]. 乌鲁木齐:新疆大学, 2013.
- [8] 王遵亲,祝寿泉,俞仁培,等. 中国盐渍土[M]. 北京:科学出版社, 1993.
- [9] 王雪梅,柴仲平,塔西甫拉提·特依拜,等. 西北干旱区典型绿洲盐渍土现状及特征分析[J]. 水土保持研究, 2009, 16(2): 88-91.
- [10] 乔木,田长彦,王新平. 新疆灌区土壤盐渍化及改良模式[M]. 乌鲁木齐:新疆科学技术出版社, 2008.
- [11] 刘永泉,王晓峰,吴颜. 艾比湖水位变化对湖滨湿地盐渍化的影响研究[J]. 干旱区资源与环境, 2010, 24(6): 109-111.
- [12] 任云霞,李新国,王影,等. 焉耆盆地土壤盐渍化特征分析:以和静县为例[J]. 绵阳师范学院学报, 2010, 29(5): 85-88.
- [13] 朱庭芸. 灌区土壤盐渍化防治[M]. 北京:农业出版社, 1992.
- [14] Sreenivas K, Venkataratnam L, Narasinha Rao P V. Dielectric properties of salt-affected Soil[J]. International Journal of Remote Sensing, 1995, 16(4): 641-649.
- [15] 崔保山,刘兴土. 黄河三角洲湿地生态特征变化及可持续性管理对策[J]. 地理科学, 2001, 21(3): 250-256.
- [16] 赵锐锋,陈亚宁,洪传勋,等. 塔里木河源流区绿洲土壤含盐量空间变异和格局分析:以岳普湖绿洲为例[J]. 地理研究, 2008, 27(1): 135-144.
- [17] 赵福庚. 植物逆境生理生态学[M]. 北京:化学工业出版社, 2004.
- [18] 姚荣江,杨劲松,刘广明,等. 黄河三角洲地区典型地块土壤盐分空间变异特征研究[J]. 农业工程学报, 2006, 22(6): 61-66.

~~~~~  
(上接第 137 页)

- [16] 肖晶晶,郭萍,霍炜洁,等. 反硝化微生物在污水脱氮中的研究及应用进展[J]. 环境科学与技术, 2009, 32(12): 97-104.
- [17] Erich M S, Bekerie A, Duxbury J M. Activities of denitrifying enzymes in freshly sampled Soils[J]. Soil Science, 1984, 138: 25-32.
- [18] 于萍萍,张进忠,林存刚. 农田土壤  $N_2O$  排放过程影响因素研究进展[J]. 环境与可持续发展, 2006(5): 20-22.
- [19] 陈志刚,陈蕾,陈瀚翔,等. 水稻根际土壤反硝化酶活性对水分调控的响应[J]. 环境科学与技术, 2014, 37(5): 21-25.
- [20] 侯爱新,陈冠雄,吴杰. 稻田  $CH_4$  和  $N_2O$  排放关系及其微生物学机理和一些影响因子[J]. 应用生态学报, 1999, 8(3): 270-274.
- [21] 焦艳,黄耀. 影响农田氧化亚氮排放过程的土壤因素[J]. 气候与环境研究, 2003, 8(4): 457-466.
- [22] 聂斌,李文刚,江丽华,等. 不同灌溉方式对设施番茄土壤剖面硝态氮分布及灌溉水分效率的影响[J]. 水土保持研究, 2012, 19(3): 102-107.
- [23] Seitzinger S P. Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: Ecological and geochemical significance[J]. Limnology & Oceanography, 1988, 33(4): 702-724.
- [24] 陈哲,袁红朝,吴金水,等. 长期施肥制度对稻田土壤反硝化细菌群落活性和结构的影响[J]. 生态学报, 2009, 29(11): 5923-5929.
- [25] 王东启,陈振楼,王军,等. 夏季长江河口潮间带反硝化作用和  $N_2O$  的排放与吸收[J]. 地球化学, 2006, 35(2): 271-279.
- [26] 邹国元,张福锁. 根际反硝化作用与  $N_2O$  释放[J]. 中国农业大学学报, 2002, 7(1): 77-82.
- [27] Well R, Höper H, Mehranfar O, et al. Denitrification in the saturated zone of hydromorphic soils: Laboratory measurement, regulating factors and stochastic modeling[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2005, 37(10): 1822-1836.
- [28] Tiedje J M. Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium[M]// Zehnder A J B. Environmental Microbiology of Anaerobes. New York: John Wiley and Sons Ltd., 1988: 179-244.
- [29] Bakken L R. Denitrification under different cultivated plants: Effects of soil moisture tension, nitrate concentration, and photosynthetic activity[J]. Biol. Fert. Soil, 1988, 6: 271-278.